第45卷 第6期
2022年11月

干旱区地理
ARID LAND GEOGRAPHY

Vol. 45 No. 6
Nov. 2022

2013—2020年塔里木河流域胡杨林生态恢复成效评估

张久丹[1,2,3]， 李均力[1,3]， 包安明[1,3]， 白 洁[1,3]， 刘 铁[1,3]， 黄 粤[1,3]

（1. 中国科学院新疆生态与地理研究所荒漠与绿洲生态国家重点实验室，新疆 乌鲁木齐 830011；2. 中国科学院大学，北京 100049；3. 新疆遥感与地理信息系统应用重点实验室，新疆 乌鲁木齐 830011）

摘 要：生态输水是塔里木河流域退化胡杨林生态恢复的主要措施，及时监测和准确评估其恢复成效是优化输水策略、完善胡杨林修复体系的关键。以2013年以来8个胡杨林区为研究对象，基于中高分辨率遥感数据监测不同胡杨林区生态输水前后植被面积、长势及植被覆盖度的时序变化，探讨胡杨林恢复与生态输水的关系。结果表明：(1) 2016年以来整个流域累计漫溢水面为2172.96 km^2，占林区总面积的4.39%，主要分布在输水通道两侧及末端10 km范围内。(2) 输水前后林区植被整体呈现由退化到恢复的转变，林区生态恢复水平与年最大漫溢面积显著正相关。(3) 生态恢复成效评估表明，生态恢复最显著的区域是塔里木河中上游和叶尔羌河下游的夏马勒林场，但整个流域远离输水通道的胡杨林仍有退化趋势。合理规划输水通道建设，扩大胡杨林区的受水范围是退化胡杨林生态恢复的关键。

关 键 词：生态输水；植被长势；植被覆盖度；生态评估；塔里木河流域

文章编号：1000－6060(2022)06－1824－12(1824~1835)

塔里木河流域的荒漠河岸带是干旱区典型的生态脆弱区[1]，以胡杨为主要建群种的荒漠林在气候变化与人类活动的影响下呈现面积萎缩、长势衰败、植被退化的趋势[2-4]。针对塔里木河流域天然胡杨林的保护，自2001年起，先后启动了塔里木河流域综合治理、公益林管护、引洪灌溉、退耕还林等修复措施，塔里木河干流下游的胡杨林得到了有效的恢复[5-10]，然而，叶尔羌河中下游[11-12]、和田河中下游[13]及塔里木河干流中游[14-15]等地的天然胡杨林依然存在生态退化的现象。为加强生态恢复力度，2016年起自治区政府启动了塔里木河流域胡杨林生态保护专项行动[16]，围绕“退地、增水、管护、法治”工作重点，在“四源一干”多个胡杨林区全面实施生态恢复措施。其中“增水”措施即增加林地生态输水的过水面积，这也是受损胡杨林生态系统恢复的主要途径[17-19]。如何科学准确地评估胡杨林生态恢复成效对优化生态输水策略、提高水资源利用效率、完善生态保护修复措施具有重要意义。

干旱区受损荒漠生态系统恢复及成效评估是当前陆地生态系统保护研究的热点之一，由于荒漠林生态系统的脆弱性特点，生态恢复常以种群-群落和生态系统组合实施为主，其评估多为多尺度成效评估[20]。对于以胡杨为主的荒漠河岸林，主要是从胡杨种群-群落和胡杨林生态系统2个尺度评估生态恢复成效[21]。在种群-群落尺度上，采用生态站点观测、样地调查、无人机航摄等方法监测林木生长的树高、冠幅、生物量等生理指标[22-23]的变化，从林木生长对水分变化的响应评估胡杨林种群恢复成效，发现随远离河道、地下水埋深增大[22]、土壤含水量降低[23]胡杨种群对水分竞争增强、但生态输水的实施有效的缓解了退化胡杨林区的种间竞争。在生态系统尺度上，从胡杨生境的关键参数[24-27]以及林区植被指数[28-29]、植被覆盖度(Fractional vegetation cover，FVC)[7,30]、叶面积指数[31-32]、净初级生

收稿日期：2022-03-04； **修订日期**：2022-04-01

基金项目：中国科学院创新交叉团队(JCTD-2019-20)；天山创新团队项目(2020D14016)；国家自然科学基金(U203201，42071141)和王宽诚教育基金会(GJTD-2020-14)资助

作者简介：张久丹(1995-)，女，博士研究生，主要从事干旱区湿地遥感等方面的研究. E-mail: zjd0901@126.com

通讯作者：李均力(1980-)，男，研究员，博士，主要从事遥感信息提取、水资源遥感等方面的研究. E-mail: lijl@ms.xjb.ac.cn

产力[33-34]等生态系统功能指标[35-37]的变化来评估胡杨林的长势、生物量和生态系统的恢复，发现生态输水后塔里木河干流局部地区的胡杨林长势、FVC和生物量逐渐恢复，但输水范围有限，塔里木河流域大多数区域的胡杨林恢复仍受缺水限制[25,37]。对于塔里木河流域受损胡杨林而言，自2016年已开始全流域生态输水，对输水后胡杨林阶段性恢复成效进行评估具有重要现实意义。然而不同支流流域胡杨生长条件、受损状况和输水条件不同，且大部分区域观测站点缺乏、调查数据获取难、评估指标不足等问题，往往只能采用遥感技术手段来弥补。

为此，本文以2016年以来塔里木河源流和干流的8个重点输水恢复胡杨林为研究对象，采用2013—2020年时序遥感数据提取各林区植被面积、长势及FVC的时序，分析生态输水前后4 a各个林区自身的时序对比评估恢复成效；在此基础上，采用综合评估模型比较各个林区的生态恢复水平，对比不同林区的恢复成效，从而为优化生态输水策略提供科学依据。

1 研究区概况

生态输水是塔里木河流域胡杨林生态恢复的主要措施，目的在于拓宽抵抗沙漠侵袭的荒漠林生态屏障。2016年提出的胡杨林生态保护专项行动主要在塔里木河流域的8个重点胡杨林恢复区开展，分别为叶尔羌河中下游的夏马勒林场和夏河林场、阿克苏河下游的艾西曼湿地、和田河下游的博斯坦林场、塔里木河上中下游（沙雅至台特玛段）胡杨林重点保护区及孔雀河下游（阿恰枢纽以下至吉力力长口闸段）沿岸胡杨林。2016—2020年由“四源一干”各流域分局在非农业用水期（主要为每年8—10月，持续时间为10~30 d不等）通过生态闸和输水通道将河流的水引入林区，以增加林区间歇性洪水面积，促进胡杨林生态系统的恢复。输水通道沿河流两侧分布，由天然河道和人工渠道组成，如夏马勒林场和塔里木河中上游人工渠道相对密集、其余地区则更多是利用老旧河道。本研究以8个重点保护区为研究区，以塔里木河流域管理局提供的胡杨林恢复范围为基准，结合河流断面确定不同林区胡杨林生态恢复监测边界（图1）。

2 数据与方法

2.1 研究数据

采用的遥感数据包括2013—2020年的Landsat

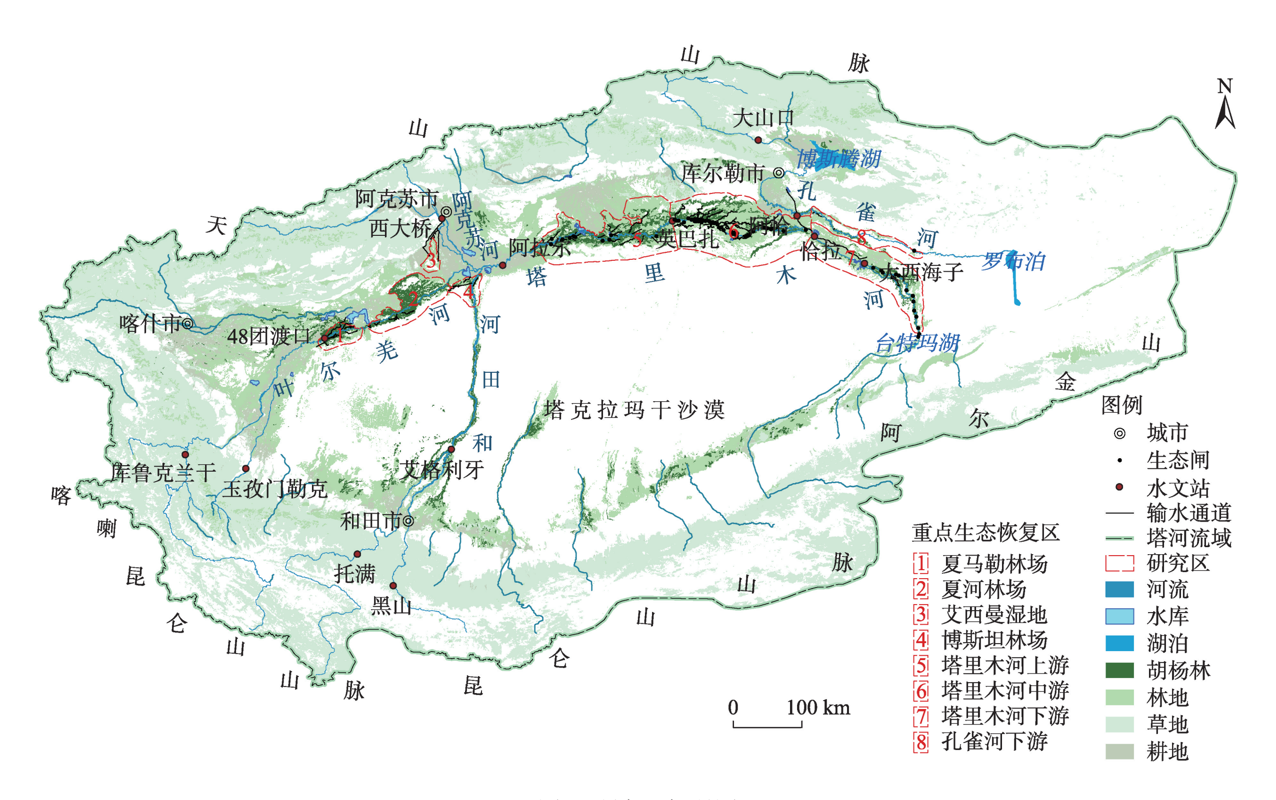


图1 研究区概况图

Fig. 1 Overview map of the study site

8 OLI影像和2016—2020年的Sentinel 2 MSI影像，来源于USGS（https://earthexplorer.usgs.gov/）。其中，Landsat 8 OLI数据用于植被长势监测，Sentinel 2 MSI数据用于生态输水漫溢水面时序提取。考虑到研究区植被生态输水时间及数据可获取性，保证各区域监测指标的时序一致性，主要选择每年4—11月共计677景遥感数据，时相选取如表1。

表1 遥感数据时相选择

Tab. 1 Time phase selection of remote sensing data

林区	输水实施时间	监测时间	
		水体	植被
夏马勒林场	8月下旬至10月下旬	8—11月	6月或7月
夏河林场	8月下旬至10月下旬	8—11月	6月或7月
艾西曼湿地	8月下旬至9月下旬	8—10月	8月上旬
博斯坦林场	8月上旬至9月下旬	8—10月	6月或7月
塔里木河上游	8月下旬至10月下旬	8—11月	6月或7月
塔里木河中游	8月下旬至10月下旬	8—11月	6月或7月
塔里木河下游	8月下旬至10月下旬	8—11月	7月或8月
孔雀河下游	4月和11月	4月和11月	7月或8月

2.2 研究方法

2.2.1 生态变化监测方法 本研究采用描述胡杨林生态变化的指标是林区植被面积、归一化植被指数（Normalized difference vegetation index，NDVI）和FVC[38]。基于Landsat 8 OLI和Sentinel 2 MSI遥感影像计算各区域NDVI[39]和归一化水体指数（Normalized difference water index，NDWI）[40]，采用动态阈值信息提取算法分别基于NDVI和NDWI来提取研究区的植被面积和输水期间的多期水面面积，叠加形成年最大植被面积和年最大输水漫溢面积的时间序列。进一步根据像元二分模型原理利用NDVI来估算FVC[41]，公式如下：

$$FVC = \frac{NDVI - NDVI_{soil}}{NDVI_{veg} - NDVI_{soil}} \quad (1)$$

式中：FVC为混合像元中的植被覆盖度；NDVI为混合像元的归一化植被指数；$NDVI_{veg}$为植被组分所对应的NDVI；$NDVI_{soil}$为裸土组分对应的NDVI。根据影像大小、影像清晰度和NDVI灰度分布情况，结合实地采样验证，确定$NDVI_{veg}$和$NDVI_{soil}$的分割阈值。

利用最小二乘法分析不同林区植被生长的年变化特征和生态输水面积的年变化特征，计算植被生长因子的总体和局部变化趋势[37,42]。利用SPSS软件对胡杨林区植被生态变化趋势（植被面积、NDVI和FVC）和生态输水水面变化进行Pearson相关性分析[43]，计算其年变化量与水面面积之间的相关系数来反映林区植被恢复与输水面积之间的相关程度。

2.2.2 生态恢复评估方法 根据相关塔里木河流域胡杨种群分布研究，结合2020—2021年6—9月共计4次塔里木河流域胡杨林长势实地调查获取的8个林区共计52个典型样区记录，确定荒漠河岸林分布密集、长势较好的区域对应区域内NDVI均值大多高于0.3；而荒漠河岸林分布稀疏、长势较差的区域对应区域内NDVI均值大多低于0.1[44-45]。因此除植被面积、FVC和区域内NDVI均值变量以外，以NDVI为0.1和0.3为界分别代表植被稀疏区和相对茂密区的长势变化水平，最终选取10个代表植被生长水平的遥感指标来初步评估专项行动实施后不同林区的植被恢复水平（表2）。首先利用SPSS软件对指标进行正向标准化处理，以消除数量级之间的差异；将标准化后的植被生长指标集成为单指标，使用主成分分析法[46-47]提取多指标体系中的主成分，确定各主成分的权重值，计算各地区植被恢复水平的综合得分，利用等间隔分割法对8个林区的恢复水平进行分级（表3），对比评估各地区植被恢复的相对水平及效益。

表2 塔里木河流域植被长势恢复综合评估指标体系

Tab. 2 Assessment indicator system for assessing vegetation growth restoration in the Tarim River Basin

序号	指标	序号	指标
X1	植被面积年均变化率	X6	NDVI增量>0的面积占比
X2	NDVI年均变化率	X7	NDVI>0.3的面积变化量
X3	FVC年均变化率	X8	NDVI>0.3的面积变化量占比
X4	植被面积增量占比	X9	0.1<NDVI<0.3的面积变化量
X5	NDVI增量>0的面积	X10	0.1<NDVI<0.3的面积变化量占比

注：NDVI为归一化植被指数；FVC为植被覆盖度。下同。

表3 各区域植被恢复水平划分

Tab. 3 Classification of vegetation restoration levels of the monitoring regions

植被恢复水平	综合得分	评级
极显著恢复	[1.5, 2.0]	Ⅰ
显著恢复	[1.0, 1.5)	Ⅱ
中等恢复	[0.5, 1.0)	Ⅲ
轻度恢复	[0.1, 0.5)	Ⅳ
无恢复	[0.0, 0.1)	Ⅴ

3 结果与分析

3.1 不同林区植被面积变化

从图2可知，8个区域植被面积变化趋势有明显的阶段性特征，2016年前表现为减小或者无变化，2017年后均表现为快速扩张。其中，夏河林场、艾西曼湿地、博斯坦林场、塔里木河上游、塔里木河中游和孔雀河下游的植被面积呈“先减小后增加”趋势；夏马勒林场和塔里木河下游的植被面积呈“从小幅波动到快速扩张”趋势。从2013—2020年各区域植被面积年均变化率来看，塔里木河上游和塔里木河中游植被面积的年均增长率远高于其他区域，分别为106.61 $km^2 \cdot a^{-1}$和132.87 $km^2 \cdot a^{-1}$；夏马勒林场、夏河林场和塔里木河下游的年均增长率分别为24.48 $km^2 \cdot a^{-1}$、21.72 $km^2 \cdot a^{-1}$和15.00 $km^2 \cdot a^{-1}$；而艾西曼湿地、博斯坦林场和孔雀河下游的植被面积变化幅度较小。2013—2020年植被面积年均增量占比显示，除艾西曼湿地以外，其他区域植被面积均有不同程度的增加，其中塔里木河中游、夏河林场和夏马勒林场植被面积扩张了原来的42%、42%和37%；塔里木河下游、孔雀河下游和塔里木河上游植被面积扩张了原来的25%左右，博斯坦林场植被面积基本恢复到2013年的水平。艾西曼湿地虽2016年后植被面积微弱恢复，但仍未恢复至2013年的水平。

从各林区植被恢复空间分布(图3)来看，植被面积恢复的区域主要分布在河道两侧、输水通道两侧及终端，远离河道及输水通道的区域植被维持现状、甚至仍在衰退。塔里木河中游、塔里木河上游是8个林区中输水通道及生态闸最密集的地区，河岸北侧受水面积广泛，其植被面积恢复也显著高于其他地区，但河岸南侧局部地区仅在10 km内有恢复现象。其次夏马勒林场植被面积恢复最显著区域分布在艾里克他木站东侧的受水区；同流域的夏河林场植被恢复集中在小海子水库东侧河岸两侧的受水区，距离河道8 km以外的区域植被仍有明显的衰退现象。博斯坦林场植被恢复主要分布在河道西侧通道两侧的受水区，而河道东侧植被恢复速度明显较慢。塔里木河下游大西海子以下区域植被恢复集中在博孜库勒和喀尔达依2个湿地。艾西曼湿地水面明显增加，但植被面积恢复仅在湖区北部的水体周围零星分布。孔雀河下游仅在输水区前段的河岸两侧有植被零星恢复的现象。

3.2 不同林区植被NDVI变化

研究期间8个林区中除艾西曼湿地和孔雀河下游地区NDVI均值未恢复至2013年水平，其他区域内NDVI均值均有不同程度的恢复，尤其是塔里木河上游、夏马勒林场和塔里木河中游。从图4可知，2013—2020年各林区NDVI均值变化趋势总体上均表现为“先减小后增加”，但不同区域阶段变化幅度不尽相同。2013—2016年塔里木河中游、塔里木河上游和艾西曼湿地NDVI均值显著下降，年均减小率分别为0.006 $\cdot a^{-1}$、0.005 $\cdot a^{-1}$和0.004 $\cdot a^{-1}$，其他林区NDVI均值减小速度相对缓慢，年均减小率均小于0.002 $\cdot a^{-1}$。2016—2020年塔里木河上游、夏马勒林场和塔里木河中游地区NDVI均值分别以0.014 $\cdot a^{-1}$、0.012 $\cdot a^{-1}$和0.009 $\cdot a^{-1}$的速率显著增加至0.154、0.175和0.127。博斯坦林场、夏河林场、艾西曼湿地和塔里木河下游地区NDVI均值分别以0.004 $\cdot a^{-1}$、0.003 $\cdot a^{-1}$、0.002 $\cdot a^{-1}$和0.002 $\cdot a^{-1}$的速率小幅增加至0.108、0.099、0.089和0.109。而孔雀河下游NDVI均值变

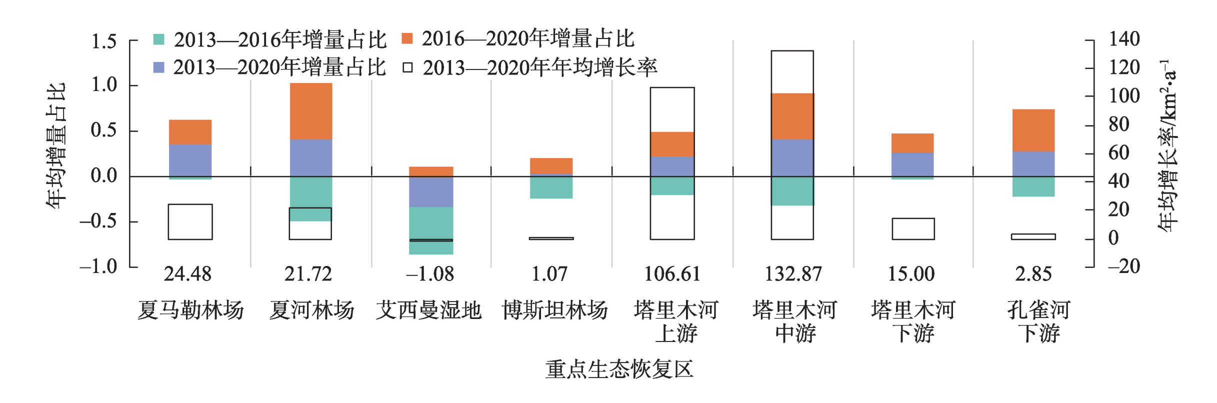
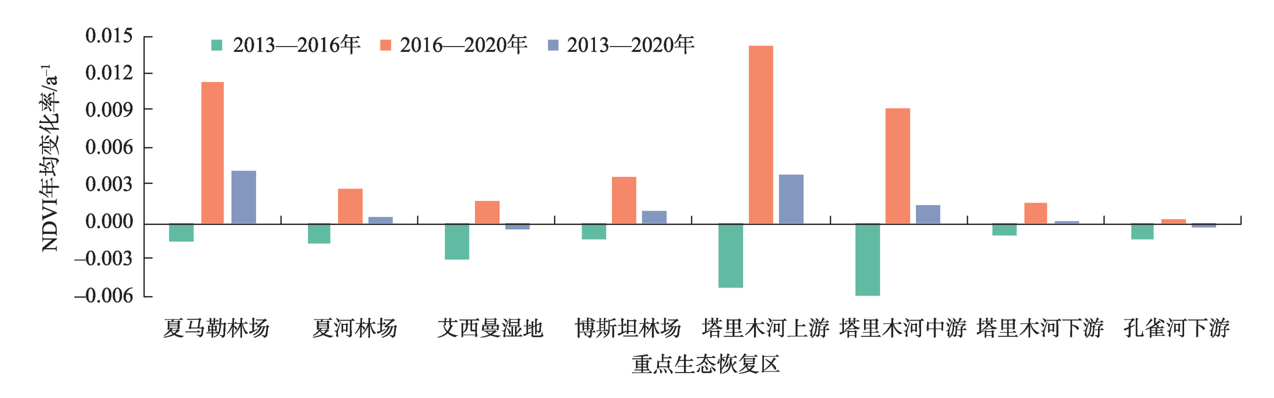


图2 2013—2020年塔里木河流域不同林区植被面积变化

Fig. 2 Vegetation area changes in different forest regions of the Tarim River Basin during 2013—2020

图3 2013—2020年塔里木河流域不同林区植被恢复空间分布

Fig. 3 Spatial distributions of vegetation restoration in different forest regions of the Tarim River Basin during 2013—2020



注:NDVI为归一化植被指数。下同。

图4 2013—2020年塔里木河流域不同林区NDVI变化

Fig.4 NDVI changes in different forest regions of the Tarim River Basin during 2013—2020

化极不明显。

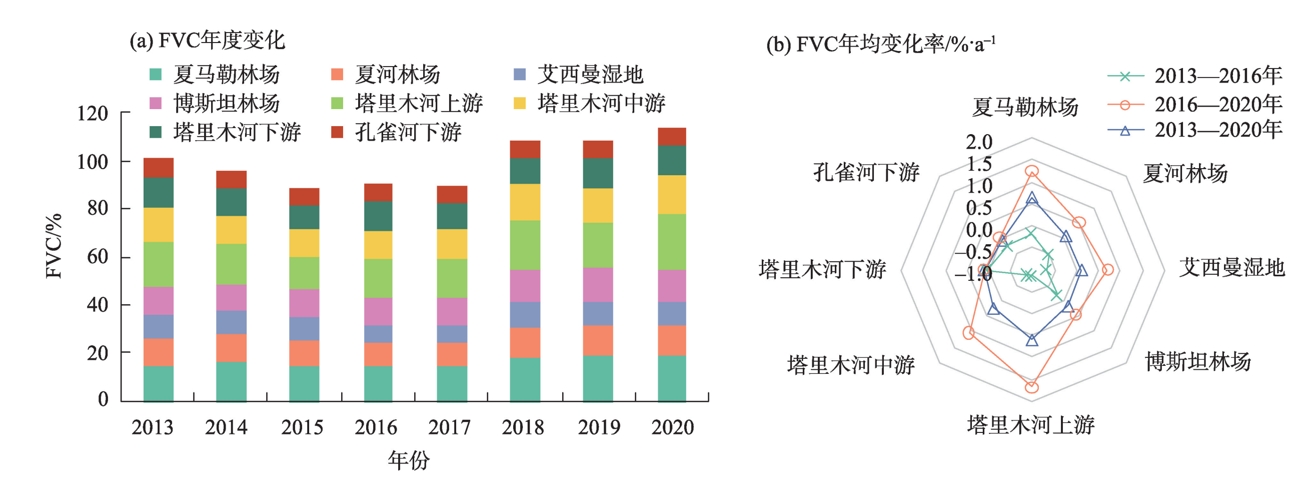
3.3 不同林区FVC变化

从图5a可知,2013—2020年塔里木河流域胡杨林区FVC总体呈现"先减小后增加"的变化趋势,2018年后增长幅度明显提高。研究期间FVC整体较高的林区是塔里木河上游(13.97%~22.78%)和夏

马勒林场(14.58%~19.66%),其次是塔里木河中游(11.03%~15.75%),而FVC最低的是孔雀河下游(6.70%~7.74%)。从图5b可知,与2013年相比,除孔雀河下游(年均变化率为−0.06%·a^{-1})以外的7个林区2020年的FVC均有不同程度的增加,其中夏马勒林场、塔里木河上游和塔里木河中游为变化最显著的地区,年均增长率分别为0.64%·a^{-1}、0.58%·a^{-1}和0.22%·a^{-1}。阶段性变化(图5b)显示,2013—2016年各林区FVC均在减小,其中塔里木河上游、塔里木河中游和艾西曼湿地显著减小,年均变化率分别为−0.87%·a^{-1}、−0.85%·a^{-1}和−0.67%·a^{-1}。2016—2020年各林区FVC均转为增加趋势,其中塔里木河上游、夏马勒林场、塔里木河中游和艾西曼湿地分别以1.67%·a^{-1}、1.25%·a^{-1}、1.03%·a^{-1}和0.71%·a^{-1}的速率显著增加;夏河林场、博斯坦林场和塔里木河下游地区分别以0.51%·a^{-1}、0.42%·a^{-1}和0.12%·a^{-1}的速率逐渐增加;而孔雀河下游年均增长率仅为0.04%·a^{-1}。

3.4 不同林区漫溢面积年变化

逐月连续监测生态输水过程,发现漫溢水面主要分布在输水通道两侧及末端约10 km以内的区域。叠加同年不同月的输水面积得到各林区的年最大输水面积,并统计2013—2020年各林区累计输水覆盖的最大范围(图6)。从中可知,研究期间塔里木河流域8个林区累计输水面积达到2172.96 km^2,占林区总面积的4.39%,各林区漫溢面积差异较大。其中,塔里木河中游的多年输水累计覆盖面积最大,约为807.65 km^2,占林区面积的5.14%;其次是塔里木河上游490.10 km^2,占林区面积的3.81%;多年输水累积覆盖面积中等的是夏马勒林场、夏河林场和博斯坦林场,面积分别为264.53 km^2、256.14 km^{2}和205.81 km^2,占林区面积比例分别为16.26%、



注:FVC为植被覆盖度。下同。

图5　2013—2020年塔里木河流域不同林区FVC变化

Fig. 5　FVC changes in different forest regions of the Tarim River Basin during 2013—2020

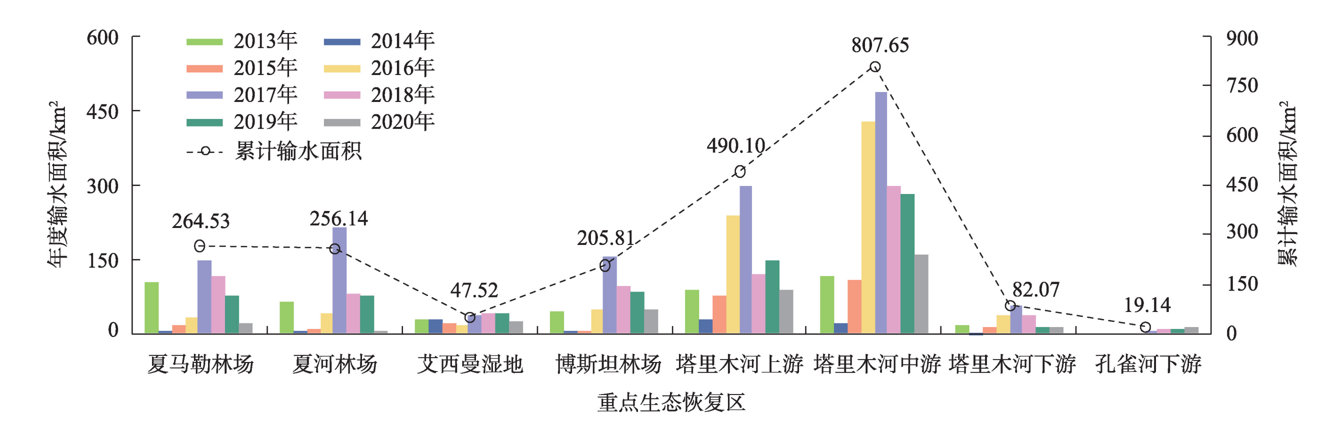


图6　2013—2020年塔里木河流域不同林区输水漫溢面积变化

Fig. 6　Changes of ecological water conveyance area in different forest regions of the Tarim River Basin during 2013—2020

5.23%和15.04%；面积最小的是塔里木河下游、艾西曼湿地和孔雀河下游，分别为82.07 km²、47.52 km²和19.14 km²，占林区面积比例分别为0.88%、6.59%和0.65%。从漫溢面积的区域差异来看，专项行动实施前部分林区已经开始调水，但漫溢范围有限。比如塔里木河上游和中游2013年和2015年已形成明显的漫溢水面；2016年后输水使各林区漫溢面积迅速增大；但除了孔雀河下游以外，2017—2020年其他地区漫溢面积均呈下降趋势，这表明各林区年输水量在逐渐减少。

3.5 植被恢复和生态输水的关系

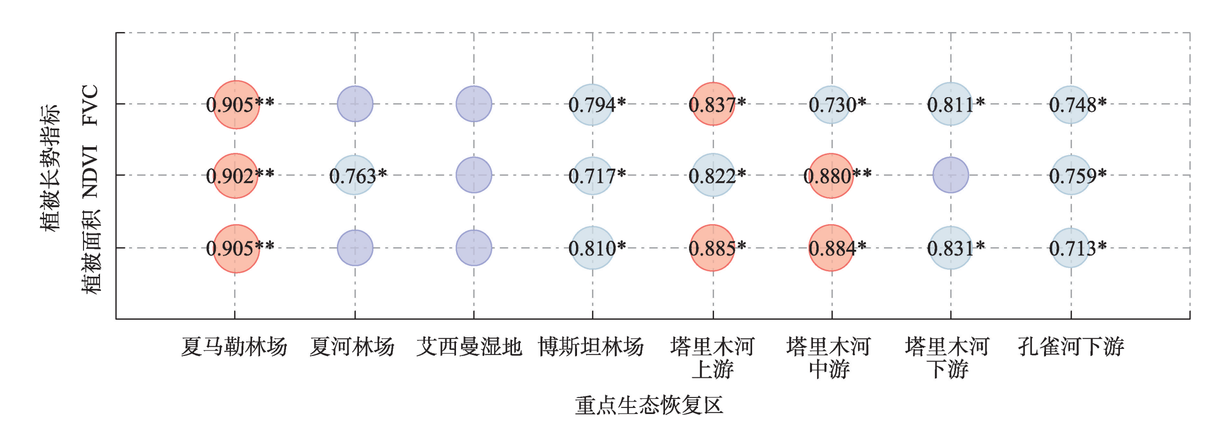
塔里木河流域8个胡杨林生态恢复区植被面积、NDVI、FVC及漫溢面积有明显的区域差异，分别对不同林区3个植被长势指标年变化量与年输水漫溢面积进行相关性分析，并比较生态输水对8个林区植被恢复的相对差异。根据图7可知，2013—2020年各林区植被面积、NDVI均值和FVC的年变化量分别与对应输水面积之间呈不同程度的正相关性，说明各林区生态输水漫溢面积越大，其植被面积与长势恢复越显著。

从植被面积年变化量来看，除夏河林场和艾西曼湿地以外，其他地区的植被面积年变化量均与年输水面积呈显著或极显著的正相关性，相关系数均高于0.71，说明漫溢面积越大，林区植被面积扩张速度越快。从区域植被长势来看，除塔里木河下游和艾西曼湿地以外，其他林区NDVI均值年变化量与年输水面积呈显著或极显著的正相关性，相关系数均高于0.71，尤其夏马勒林场和塔里木河中游表现为极显著正相关性，说明随漫溢面积增加区域内NDVI均值也快速增大。从FVC来看，除夏河林场和艾西曼湿地以外，其他林区年FVC年变化量与年输水面积之间呈显著或极显著的正相关性，尤其是夏马勒林场和塔里木河上游。

从空间分布差异来看，夏马勒林场林区植被对生态输水的响应最显著，其3个指标年变化量与对应年输水漫溢面积之间均呈极显著正相关性，相关系数均高于0.90(P<0.01)。其次是塔里木河上游和塔里木河中游，其3个指标年变化量与年输水漫溢面积的相关系数均高于0.72。博斯坦林场和孔雀河下游3个指标年变化量与年输水漫溢面积之间均呈显著正相关性，相关系数均高于0.71(P<0.05)。夏河林场区域内NDVI均值年变化量与年输水漫溢面积之间呈显著的正相关性，但植被面积和FVC对输水响应较弱，主要是由于夏河林场的受水区集中在林区西南部的小范围区域，林区主体大部分地区得不到有效的输水漫溢。而艾西曼湿地是唯一一个区域内水体面积明显大于植被的地区，林区北部常年存在固定水面，输水后区域内水面恢复效果显著，但植被恢复效果微弱。

3.6 不同林区植被恢复成效评估

整体上，生态输水措施有效的促进了林区植被改善。各林区植被恢复水平与生态输水累计覆盖最大面积之间存在显著的正相关性，相关系数为0.84(P<0.01)，说明输水累计覆盖面积越大，林区植被恢复效果越好。多年的生态输水措施促使林区内得到地表水补给的面积越来越大，且输水后受水区的地下水位也逐渐升高，林区植被长势逐渐转好，植被恢复和扩张的面积也稳步上升。为评估比



注：*表示P<0.05；**表示P<0.01。

图7 植被长势指标年变化量与年输水面积的关系

Fig. 7 Relationship between the annual changes of vegetation growth indexes and the water conveyance area

较2013—2020年各林区植被恢复水平，对10个植被长势指标(表2)进行主成分权重分析，得到各林区植被恢复水平综合得分(表4)。从中可知塔里木河流域各林区的综合得分区间为0.16~1.67，说明输水后各林区植被状况均在好转，但恢复水平在空间上有明显差异。塔里木河上游和塔里木河中游是研究区中植被极显著恢复的区域，综合得分为1.61和1.67，输水效益最好。塔里木河下游和夏马勒林场是中等恢复的区域，综合得分为0.74和0.69。博斯坦林场、艾西曼湿地、孔雀河下游和夏河林场为轻度恢复的区域，综合得分小于0.50。植被恢复水平的空间差异说明塔里木河干流及叶尔羌河下游沿岸的胡杨林对生态输水的响应比其他林区的快，一方面是由于前者区域内输水漫溢水面面积远比后者大，另一方面则是前者区域内胡杨的分布范围比后者的广泛，胡杨对水分变化的敏感响应促使其对输水做出快速反应。

2016年前塔里木河流域大多数地区胡杨林退化严重[48]，全流域胡杨林保护专项行动实施前，各区政府在叶尔羌河流域的夏马勒林场和塔里木河干流沿岸胡杨林严重退化区实施小范围局部输水措施，漫溢面积时序(图6)统计显示专项行动实施前部分林区也形成了一定的输水漫溢水面。尽管前期水面面积较小，但多次的输水累积也加快了这些林区植被恢复的速度。而和田河下游的博斯坦林场、阿克苏河下游的艾西曼湿地、孔雀河下游及叶尔羌河下游的夏河林场则是长期缺水，区域内植被长势持续衰退；直到专项行动实施后，区域内植被长势衰退减弱、且逐渐由衰退转变为恢复，因此这些地区植被恢复速度相对较慢。

4 讨 论

自2016年自治区启动塔里木河流域胡杨林生态保护专项行动以来，塔里木河流域管理局每年在“四源一干”的主要胡杨林生态恢复区进行生态输水的“增水”措施，从林区植被面积、NDVI和FVC等区域尺度的生态指标变化来看，塔里木河流域以胡杨为主的荒漠林生态系统修复取得了明显成果。生态输水形成的间歇性漫溢水面有效扩大了荒漠林受水范围，胡杨、柽柳灌丛和湿地植被的过水量均显著增加。但从各林区恢复水平对比结果来看，塔里木河流域胡杨林生态恢复依然有改进空间。输水后塔里木河上中游及夏河林场大多数过水区域的老胡杨树出现“枯枝生新芽”的再生长现象，其FVC和叶面积指数逐渐增加[49]。塔里木河下游灌丛植被对输水响应更明显，其长势和覆盖度恢复要快于胡杨等乔木[49-50]。叶尔羌河下游的夏马勒林场边缘和和田河下游的博斯坦林场人工种植的胡杨幼苗输水后长势较自然状态更快[49]。艾西曼湿地的灌木和胡杨林恢复区域主要分布在湖区北部的输水区[51]。孔雀河下游中上段河道两侧2 km内胡杨林和柽柳灌木长势和覆盖度恢复相对显著，而中下段区域植被恢复速度缓慢[52]。从胡杨林区不同类型植被对生态输水的恢复响应来看，柽柳等灌木植被在输水后得到迅速恢复、且扩张速度较胡杨等乔木更快。

目前各地区的生态输水是通过闸口和输水通道人为控制进入林区的水量，输水通道主要包括天然河道和人工渠道(图3)，输水设施的密集程度会影响植被恢复成效[49]。从植被恢复水平的区域差异来看：(1) 相对恢复水平最显著的塔里木河中游和塔里木河上游是输水通道和闸口分布最密集的区域，分段式多闸口放水使得其漫溢面积远高于其他地区，渠道之间、渠道两侧及末端的受水区植被对水分补给做出快速反应，植被长势开始恢复，林区的植被面积稳定增加。(2) 相对恢复水平中等的叶尔羌河下游的夏马勒林场面积远小于塔里木河上中游的胡杨林面积，区域内输水通道、闸口数量和密集程度远不及干流地区，但林区植被分布较集中，因此输水损耗也相对较小，同样大小的输水范围能影响更多的林区植被，FVC要明显高于其他林区。(3) 同样位于叶尔羌河下游的夏河林场总面积

表4 塔里木河流域不同林区植被恢复综合得分及分级

Tab. 4 Comprehensive score and classification of vegetation restoration in different regions of the Tarim River Basin

评级	夏马勒林场	夏河林场	艾西曼湿地	博斯坦林场	塔里木河上游	塔里木河中游	塔里木河下游	孔雀河下游
综合得分	0.69	0.16	0.42	0.49	1.61	1.67	0.74	0.31
恢复水平	中等	轻度	轻度	轻度	极显著	极显著	中等	轻度
级别	Ⅲ	Ⅳ	Ⅳ	Ⅳ	Ⅰ	Ⅰ	Ⅲ	Ⅳ

是夏马勒林场的2倍以上，但区域内几乎没有基本的输水渠系，输水仅通过叶尔羌河河道两侧少量的漫溢岔道汇入荒漠林区，受水区范围严重受到限制，其受水最大面积仅占林区面积的5%左右，植被扩张面积也仅占林区面积的3%，林区内大多数植被仍处于衰败趋势。(4) 塔里木河下游大西海子以下共布置了14个生态闸，河岸两侧荒漠林自2010年后基本能得到稳定的年输水补给，区域内植被正在逐渐恢复[50]，但近2 a其恢复速度有所下降，可能与上游来水量和输水量减少有关系。(5) 和田河下游的博斯坦林场和阿克苏河下游的艾西曼湿地各有2~3条主要的人工输水渠道，但区域内胡杨分布分散，红柳或芦苇等灌木分布更广泛，总体植被恢复速度相对较慢。(6) 孔雀河下游沿岸闸口和输水通道缺乏，上游来水量及输水量也相对较少，地势起伏大使得输水不易形成漫溢水面，沿岸植被恢复速度相对较慢。

从塔里木河流域河岸荒漠林生态系统总体来看，多年“增水”措施使近河道分布的胡杨林得到了有效的恢复，而生态输水的可达性随着离河道距离增加迅速减弱，有研究指出塔里木河干流南岸离河道12 km以外的胡杨林很难得到输水漫溢，该区域植被恢复速度极慢[18,48,50]。塔里木河干流及叶尔羌河河道以北与绿洲及人类居住地连接的过渡带荒漠林植被呈恢复趋势的最远距离约为50 km，而河岸以南与塔克拉玛干沙漠连接的过渡带荒漠林植被恢复速度极慢，植被呈现恢复趋势的最远距离约为20 km。由于现有闸口的空间限制，尽管常年进行输水，但输水的漫溢区域多集中在河岸以北的胡杨林区，且固定渠道能影响的区域面积变化不大，得到水量补给的区域在空间上没有有效的迭代转移，这使得部分迫切需水地区一直得不到水量补给，无法实现区域内植被空间上的均衡恢复。目前对于流域内胡杨林恢复迫切程度的划分还不太明确，无法保证受水区就是现阶段林区最需要输水的区域，这也是制约胡杨林输水效益最大化的一个重要因素。全面启动塔里木河流域胡杨林保护行动，实施合理可行的工程措施，增加布设完善的放、引水系统，最大限度的提高塔里木河流域退化胡杨林区的过水漫溢面积，更加精准地解决部分区域胡杨林退化问题，才能高效实现塔里木河流域胡杨林生态系统恢复，保护和维持荒漠生态系统的完整性、稳定性和连续性。

5 结 论

(1) 塔里木河流域累计输水覆盖范围共达到2172.96 km^2，占林区总面积的4.39%，主要分布在输水通道两侧及末端10 km以内，各林区累计输水范围存在较大差异。输水后胡杨林恢复区的植被面积、NDVI和FVC指标均由减小转为增加趋势。

(2) 林区植被面积、NDVI和FVC与输水漫溢面积间均呈正相关。正相关最显著的是夏马勒林场，其相关系数均高于0.90(P<0.01)，其次塔里木河中上游的相关系数均高于0.72，相对不显著的是艾西曼湿地和夏河林场。

(3) 综合评估显示林区植被恢复极显著的是塔里木河上游、中游，中等恢复的是塔里木河下游和夏马勒林场，轻度恢复的是博斯坦林场、艾西曼湿地、孔雀河下游和夏河林场。恢复水平和累计输水范围之间呈极显著的正相关性，累计受水面积越大，林区植被恢复越快。除输水漫溢面积影响外，区域内生态闸和输水通道的密集程度也会影响林区植被的恢复水平。

参考文献(References)

[1] 陈亚宁, 李卫红, 陈亚鹏, 等. 新疆塔里木河下游断流河道输水与生态恢复[J]. 生态学报, 2007, 27(2): 538−545. [Chen Yaning, Li Weihong, Chen Yapeng, et al. Water conveyance in dried-up riverway and ecological restoration in the lower reaches of Tarim River, China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2007, 27(2): 538−545.]

[2] Liu J Z, Chen Y N, Chen Y J, et al. Degradation of *Populus euphratica* community in the lower reaches of the Tarim River, Xinjiang, China[J]. Journal of Environmental Sciences, 2005, 17(5): 740−747.

[3] 白元, 徐海量, 刘新华, 等. 塔里木河干流荒漠河岸林的空间分布与生态保护[J]. 自然资源学报, 2013, 28(5): 776−785. [Bai Yuan, Xu Hailiang, Liu Xinhua, et al. Spatial distribution characteristics and ecological protection of the desert riparian forest in the mainstream of the Tarim River[J]. Journal of Natural Resources, 2013, 28(5): 776−785.]

[4] Xue L Q, Wang J, Zhang L C, et al. Spatiotemporal analysis of ecological vulnerability and management in the Tarim River Basin, China[J]. Science of the Total Environment, 2018, 649: 876−888.

[5] Bao A M, Huang Y, Ma Y G, et al. Assessing the effect of EWDP on vegetation restoration by remote sensing in the lower reaches of Tarim River[J]. Ecological Indicators, 2017, 74: 261−275.

[6] Aishan T, Betz F, Halik Ü, et al. Biomass carbon sequestration po-

tential by riparian forest in the Tarim River Watershed, northwest China: Implication for the mitigation of climate change impact[J]. Forests, 2018, 9(4): 196, doi: 10.3390/f9040196.

[7] 杨玉海, 朱成刚, 汪洋, 等. 塔里木河下游生态输水对胡杨林生态系统碳循环的影响[J]. 干旱区地理, 2021, 44(3): 637–642. [Yang Yuhai, Zhu Chenggang, Wang Yang, et al. Effects of ecological water conveyance on carbon cycle of *Populus euphratica* forest ecosystem in the lower reaches of Tarim River[J]. Arid Land Geography, 2021, 44(3): 637–642.]

[8] Liao S M, Xue L Q, Dong Z C, et al. Cumulative ecohydrological response to hydrological processes in arid basins[J]. Ecological Indicators, 2020, 111(24): 106005, doi: 10.1016/j.ecolind.2019.106005.

[9] Mamat Z, Halik U, Aishan T, et al. Ecological effect of the riparian ecosystem in the lower reaches of the Tarim River in northwest China[J]. PloS One, 2019, 14(1): e0208462, doi: 10.1371/journal.pone.0208462.

[10] 蔚亮, 李均力, 包安明, 等. 塔里木河下游湿地面积时序变化及对生态输水的响应[J]. 植物生态学报, 2020, 44(6): 616–627. [Yu Liang, Li Junli, Bao Anming, et al. Temporal areal changes of wetlands in the lower reaches of the Tarim River and their responses to ecological water conveyance[J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2020, 44(6): 616–627.]

[11] 高生峰, 叶茂, 赵新风, 等. 极端干旱区淹灌对胡杨(*Populus euphratica*)长势的影响——以叶尔羌河中、下游为例[J]. 灌溉排水学报, 2018, 37(增刊2): 29–35. [Gao Shengfeng, Ye Mao, Zhao Xinfeng, et al. Analysis on the growth trend of *Populus euphratica* on Yarkant River after flood irrigation[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2018, 37(Suppl. 2): 29–35.]

[12] 李金, 徐海量, 王勇辉, 等. 叶尔羌河下游河岸胡杨种群长势与植物多样性对淹灌的响应评估[J]. 生态与农村环境学报, 2019, 35(7): 859–866. [Li Jin, Xu Hailiang, Wang Yonghui, et al. Evaluation on response of *Populus euphratica* population growth and plant diversity to flooding irrigation in lower reaches of Yarkant River Basin[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2019, 35(7): 859–866.]

[13] 李骊, 张青青, 赵新风, 等. 和田河河岸近17 a天然植被动态变化及其驱动力分析[J]. 干旱区资源与环境, 2020, 34(10): 153–159. [Li Yan, Zhang Qingqing, Zhao Xinfeng, et al. Dynamics of natural vegetation on the banks of Hetian River in recent 17 years and their driving forces[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2020, 34(10): 153–159.]

[14] Chen Y J, Li W H, Liu J Z, et al. Effects of water conveyance embankments on riparian forest communities at the middle reaches of the Tarim River, northwest China[J]. Ecohydrology, 2013, 6(6): 937–948.

[15] Guo H, Jiapaer G, Bao A M, et al. Effects of the Tarim River's middle stream water transport dike on the fractional cover of desert riparian vegetation[J]. Ecological Engineering, 2017, 99: 333–342.

[16] 李建军. 塔里木河流域胡杨林拯救行动及其重要意义[J]. 绿色科技, 2019, 16: 91–92. [Li Jianjun. Rescue action of *Populus euphratica* forest in Tarim River Basin and its significance[J]. Journal of Green Science and Technology, 2019, 16: 91–92.]

[17] Ling H B, Guo B, Yan J J, et al. Enhancing the positive effects of ecological water conservancy engineering on desert riparian forest growth in an arid basin[J]. Ecological Indicators, 2020, 118: 106797, doi: 10.1016/j.ecolind.2020.106797.

[18] 邓铭江, 周海鹰, 徐海量, 等. 塔里木河下游生态输水与生态调度研究[J]. 中国科学: 技术科学, 2016, 46(8): 864–876. [Deng Mingjiang, Zhou Haiying, Xu Hailiang, et al. Research on the ecological operation in the lower reaches of Tarim River based on water conveyance[J]. Scientia Sinica Technologica, 2016, 46(8): 864–876.]

[19] 陈亚宁, 吾买尔江·吾布力, 艾克热木·阿布拉, 等. 塔里木河下游近20 a输水的生态效益监测分析[J]. 干旱区地理, 2021, 44(3): 605–611. [Chen Yaning, Wubuli Wumaierjiang, Abula Aikeremu, et al. Monitoring and analysis of ecological benefits of water conveyance in the lower reaches of Tarim River in recent 20 years [J]. Arid Land Geography, 2021, 44(3): 605–611.]

[20] Lu Z X, Qi F, Xiao S C, et al. The impacts of the ecological water diversion project on the ecology-hydrology-economy nexus in the lower reaches in an inland river basin[J]. Resources, Conservation Recycling, 2020, 164: 105154, doi: 10.1016/j.resconrec.2020.105154.

[21] Bai J, Li J L, Bao A M, et al. Spatial-temporal variations of ecological vulnerability in the Tarim River Basin, northwest China[J]. Journal of Arid Land, 2021, 13(8): 814–834.

[22] Yu B, Zhao C Y, Li J, et al. Morphological, physiological, and biochemical responses of *Populus euphratica* to soil flooding[J]. Photosynthetica, 2015, 53(1): 110–117.

[23] 王新英, 史军辉, 刘茂秀, 等. 洪水漫溢对塔里木河中游天然胡杨林叶渗透调节物质及抗氧化酶活性的影响[J]. 干旱区研究, 2020, 37(6): 1544–1551. [Wang Xinying, Shi Junhui, Liu Maoxiu, et al. Effects of flood overtopping on leaf osmotic adjustment substances and antioxidant enzyme activities of natural *Populus euphratica* forest in the middle reaches of the Tarim River[J]. Arid Zone Research, 2020, 37(6): 1544–1551.]

[24] Peng S H, Chen X, Qian J, et al. Spatial pattern of *Populus euphratica* forest change as affected by water conveyance in the lower Tarim River[J]. Forests, 2014, 5(1): 134–152.

[25] Chen Y P, Chen Y N, Xu C C, et al. The effects of groundwater depth on water uptake of *Populus euphratica* and *Tamarix ramosissima* in the hyperarid region of northwestern China[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2016, 23(17): 17404–17412.

[26] Keram A, Halik Ü, Keyimu M, et al. Gap dynamics of natural *Populus euphratica* floodplain forests affected by hydrological alteration along the Tarim River: Implications for restoration of the riparian forests[J]. Forest Ecology and Management, 2019, 438: 103–113.

[27] 叶茂, 徐海量, 王晓峰, 等. 塔里木河下游阿拉干断面胡杨根系空间分布规律研究[J]. 西北植物学报, 2011, 31(4): 801–807.

[Ye Mao, Xu Hailiang, Wang Xiaofeng, et al. Spatial distribution characteristics of root system of *Populus euphratica* in the Algan transection of the lower Tarim River[J]. Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica, 2011, 31(4): 801-807.]

[28] 高庆, 艾里西尔·库尔班, 肖昊. 塔里木河下游区域植被时空变化[J]. 自然资源学报, 2019, 34(3): 624-632. [Gao Qing, Kurban Alishir, Xiao Hao. Spatiotemporal variation of vegetation in the lower reaches of Tarim River[J]. Journal of Natural Resources, 2019, 34(3): 624-632.]

[29] Wu J, Tang D S. The influence of water conveyances on restoration of vegetation to the lower reaches of Tarim River[J]. Environmental Earth Sciences, 2010, 59(5): 967-975.

[30] Bilal I, Dai Y, Shi Q D, et al. Responses of two dominant desert plant species to the changes in groundwater depth in hinterland natural oasis, Tarim Basin[J]. Ecology and Evolution, 2021, 11(14): 9460-9471.

[31] Jipaer G, Yi Q X, Yao F, et al. Comparison of non-destructive LAI determination methods and optimization of sampling schemes in an open *Populus euphratica* ecosystem[J]. Urban Forestry & Urban Greening, 2017, 26: 114-123.

[32] 朱绪超, 袁国富, 邵明安, 等. 塔里木河下游河岸带植被的空间结构特征[J]. 植物生态学报, 2015, 39(11): 1053-1061. [Zhu Xuchao, Yuan Guofu, Shao Ming'an, et al. Spatial pattern of riparian vegetation in desert of the lower Tarim River Basin[J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2015, 39(11): 1053-1061.]

[33] Fu A H, Li W H, Chen Y N, et al. The effects of ecological rehabilitation projects on the resilience of an extremely drought-prone desert riparian forest ecosystem in the Tarim River Basin, Xinjiang, China[J]. Scientific Reports, 2021, 11(1): 18485, doi: 10.1038/s41598-021-96742-5.

[34] 赵俊红, 周华荣, 卢雅焱, 等. 2000—2015年塔里木胡杨林国家级自然保护区NPP时空动态特征及其影响因素[J]. 干旱区地理, 2020, 43(1): 190-200. [Zhao Junhong, Zhou Huarong, Lu Yayan, et al. Temporal-spatial characteristics and influencing factors of the vegetation net primary production in the National Nature Reserve of *Populus euphratica* in Tarim from 2000 to 2015[J]. Arid Land Geography, 2020, 43(1): 190-200.]

[35] Zhu Y H, Chen Y N, Ren L L, et al. Ecosystem restoration and conservation in the arid inland river basins of northwest China: Problems and strategies[J]. Ecological Engineering, 2016, 94: 629-637.

[36] Halik Ü, Aishan T, Betz F, et al. Effectiveness and challenges of ecological engineering for desert riparian forest restoration along China's largest inland river[J]. Ecological Engineering, 2019, 127: 11-22.

[37] Ling H B, Guo B, Zhang G P, et al. Evaluation of the ecological protective effect of the "large basin" comprehensive management system in the Tarim River Basin, China[J]. Science of the Total Environment, 2019, 650(2): 1696-1706.

[38] 邵全琴, 樊江文, 刘纪远, 等. 三江源生态保护和建设一期工程生态成效评估[J]. 地理学报, 2016, 71(1): 3-20. [Shao Quanqin, Fan Jiangwen, Liu Jiyuan, et al. Assessment on the effects of the first-stage ecological conservation and restoration project in Sanjiangyuan Region[J]. Acta Geographica Sinica, 2016, 71(1): 3-20.]

[39] Qu C, Li P J, Zhang C M. A spectral index for winter wheat mapping using multi-temporal Landsat NDVI data of key growth stages [J]. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 2021, 175: 431-447.

[40] Komeil Rokni, Anuar Ahmad, Ali Selamat, et al. Water feature extraction and change detection using multitemporal Landsat imagery [J]. Remote Sensing, 2014, 6(5): 4173-4189.

[41] Yi S H, Zhou Z Y, Ren S L, et al. Effects of permafrost degradation on alpine grassland in a semi-arid basin on the Qinghai-Tibetan Plateau[J]. Environmental Research Letters, 2011, 6(4): 045403, doi: 10.1088/1748-9326/6/4/045403.

[42] 邹珊, 吉力力·阿不都外力, 黄文静, 等. 塔里木河下游生态输水对地表水体面积变化的影响[J]. 干旱区地理, 2021, 44(3): 681-690. [Zou Shan, Abuduwaili Jilili, Huang Wenjing, et al. Effects of ecological water conveyance on changes of surface water area in the lower reaches of Tarim River[J]. Arid Land Geography, 2021, 44(3): 681-690.]

[43] Jay K T, Srivastava P K, Singh S K, et al. Ecological monitoring of wetlands in semi-arid region of Konya closed basin, Turkey[J]. Regional Environmental Change, 2012, 12(1): 133-144.

[44] Miao N, Jiao P P, Tao W J, et al. Structural dynamics of *Populus euphratica* forests in different stages in the upper reaches of the Tarim River in China[J]. Scientific Reports, 2020, 10(1): 3196, doi: 10.1038/s41598-020-60139-7.

[45] 于军, 白冠章, 梁继业, 等. 塔里木河上、中、下游胡杨种群高度结构特征[J]. 干旱区资源与环境, 2012, 26(7): 103-109. [Yu Jun, Bai Guanzhang, Liang Jiye, et al. The height structure characteristics of *Populus euphratica* population along Tarim River[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2012, 26(7): 103-109.]

[46] Joshua B T, Vin de Silva, John C. A global geometric framework for nonlinear dimensionality reduction[J]. Science, New Series, 2000, 290(5500): 2319-2323.

[47] 杨振民, 刘新平. 新疆阿克苏河流域生态承载力监测及安全格局构建[J]. 干旱区地理, 2021, 44(5): 1489-1499. [Yang Zhenmin, Liu Xinping. Ecological carrying capacity monitoring and security pattern construction in the Aksu River Basin, Xinjiang[J]. Arid Land Geography, 2021, 44(5): 1489-1499.]

[48] 阿依加马力·克然木, 玉米提·哈力克, 塔依尔江·艾山, 等. 流域水文变化对胡杨荒漠河岸林林窗及形成木特征的影响[J]. 生态学报, 2019, 39(17): 6322-6331. [Keram Ayjamal, Halik Ümüt, Aishan Tayierjiang, et al. Influence of river hydrological change on the characteristics of canopy gaps and gap makers of *Populus euphratica* desert riparian forest[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(17): 6322-6331.]

[49] 陈曦, 包安明, 古丽·加帕尔, 等. 塔里木河流域生态系统综合监

测与评估[M]. 北京: 科学出版社, 2016. [Chen Xi, Bao Anming, Jiapaer Guli, et al. Comprehensive monitoring and evaluation on ecosystem in Tarim River Basin[M]. Beijing: Science Press, 2016.]

[50] 李均力, 肖昊, 沈占锋, 等. 2013—2018年塔里木河下游植被动态变化及其对生态输水的响应[J]. 干旱区研究, 2020, 37(4): 985−992. [Li Junli, Xiao Hao, Shen Zhanfeng, et al. Vegetation changes during the 2013—2018 period and its response to ecological water transport in the lower reaches of the Tarim River[J]. Arid Zone Research, 2020, 37(4): 985−992.]

[51] 聂艳, 何新莹, 谭盈, 等. 阿克苏河流域自然植被时空变化及对生态输水的响应[J/OL]. 长江科学院院报, 2022: 1−8. http://kns.cnki.net/kcms/detail/42.1171.TV.20211215.1100.002.html. [Nie Yan, He Xinying, Tan Ying, et al. Spatio and temporal evolution of natural vegetation and its response to ecological water transport in Aksu River Basin[J]. Journal of Yangtze River Scientific Research Institute, 2022: 1−8. http://kns.cnki.net/kcms/detail/42.1171.TV.20211215.1100.002.html.]

[52] 刘璐, 陈亚鹏, 李肖杨. 生态输水对孔雀河地下水埋深及植被的影响[J]. 干旱区研究, 2021, 38(4): 901−909. [Liu Lu, Chen Yapeng, Li Xiaoyang. Effect of ecological water conveyance on groundwater depth and vegetation in the Kongque River[J]. Arid Zone Research, 2021, 38(4): 901−909.]

Effectiveness assessment of ecological restoration of *Populus euphratica* forest in the Tarim River Basin during 2013—2020

ZHANG Jiudan[1,2,3], LI Junli[1,3], BAO Anming[1,3], BAI Jie[1,3], LIU Tie[1,3], HUANG Yue[1,3]

(1. Xinjiang Institute of Ecology and Geography, Chinese Academy of Sciences, Urumqi 830011, Xinjiang, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Key Laboratory of GIS & RS Application Xinjiang Uygur Autonomous Region, Urumqi 830011, Xinjiang, China)

Abstract: As the main constructive species of desert riparian forest in Xinjiang of western China, the *Populus euphratica* forest is of great importance to ecological balance maintenance, desertification control and biodiversity protection. Ecological water conveyance is the main way to promote ecological restoration of degraded *Populus euphratica* in the Tarim River Basin. Ecological monitoring and assessment are critical to optimizing water conveyance strategy and improving ecological restoration systems. In this study, the changes in vegetation area, NDVI and vegetation coverage in eight key *Populus euphratica* forests in the Tarim River Basin were monitored based on medium-high resolution time-series remote sensing, and the relation between ecological restoration level and ecological water conveyance areas was discussed. The results show that the accumulative maximum water conveyance area was 2172.96 km^2 in the *Populus euphratica* forest of the Tarim River Basin since 2016, accounting for 4.39% of the total forest area, mainly distributed within 10 km from both sides and the end of water conveyance channels. During 2013—2020, the vegetation in the forest showed a trend from degradation to restoration before and after water conveyance, and the restoration degree was significantly positively correlated with the annual maximum water conveyance area. The comprehensive assessment of vegetation restoration in different forest regions showed that the cumulative water conveyance area and the perfection of water conveyance channels are the determinants of ecological restoration degree in the degraded *Populus euphratica* forest regions. For example, the most significant restoration regions were the middle and upper reaches of the Tarim River and the Xiamal forest farm at the lower reaches of the Yarkand River. However, the *Populus euphratica* far away from water conveyance channels is still degraded. It is crucial for ecological restoration of *Populus euphratica* forest far away from the water conveyance channels to plan rationally the construction of ecological water conveyance channels and increase the water conveyance area of damaged *Populus euphratica* forest.

Key words: ecological water conveyance; vegetation growth; fractional vegetation cover; ecological assessment; Tarim River Basin